

Advies over de ecologische impact van aquathermie in bevaarbare waterlopen

Adviesnummer:	<u>INBO.A.4562</u>
Auteur:	Jeroen Van Wichelen, Rhea Maesele, Geert De Knijf, Maarten Stevens & Erika Van den Bergh
Contact:	Lode De Beck (lode.debeck@inbo.be)
Kenmerk aanvraag:	Vraag van 24 januari 2023
Geadresseerde:	Nv De Vlaamse Waterweg T.a.v. Thijs Van Der Meeren Thijs.VanDerMeeren@vlaamsewaterweg.be

Dr. Maurice Hoffmann
Administrateur-generaal wnd.

Wijze van citeren: Van Wichelen J., Maesele R., De Knijf G., Stevens M. & Van den Bergh E. (2023). Advies over de ecologische impact van aquathermie uit bevaarbare waterlopen (Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek; nr. INBO.A.4562). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Aanleiding

Waterloopbeheerders worden geconfronteerd met een toenemend aantal projectaanvragen met betrekking tot thermische energie uit oppervlaktewater (TEO) ofwel aquathermie. Hierbij kan warmte onttrokken worden aan het oppervlaktewater, en opgewaardeerd worden naar bruikbare energie voor verwarming van gebouwen. Anderzijds zijn er ook systemen die ingezet (kunnen) worden voor koeling, en waarbij dus warmte uitgewisseld wordt richting het oppervlaktewater. Het potentieel van aquathermie richting een transitie naar een duurzame(re) energievoorziening lijkt groot, zeker in combinatie met groene elektriciteit, ondergrondse warmte-koude opslag en de uitbouw van warmtenetten. In Nederland wijzen optimistische simulaties erop dat aquathermie zou kunnen voorzien in 40 % van de warmtevraag in de bebouwde omgeving. Voor België wordt op termijn aan de energiebehoefte van 45 % van de inwoners gedacht.¹ Voor Leuven zou de residentiële verwarming binnen een perimeter van 1 km rond de Dijle er mee mogelijk zijn. Om op een verantwoorde manier om te gaan met het toenemende aantal vergunningsaanvragen heeft het waterloopbeheer nood aan beter inzicht in de ecologische impact.

Kennishiaten

De expertise rond de ecologische impact van aquathermie in Vlaanderen lijkt klein. In Nederland zijn de eerste stappen richting impactanalyse gezet, maar het is ook duidelijk dat dit een traject wordt van voortschrijdend inzicht. Vermits effecten en interacties plaats-, tijds- en systeemafhankelijk zijn, is een volledige kennis van de exacte ecologische impact van een aquathermie-project op een gegeven locatie onmogelijk te bereiken. Het komt erop aan om veilige grenzen te definiëren waarbinnen de cumulatieve ecologische impact van dergelijke projecten kan beschouwd worden als toelaatbaar.

Huidig wetgevend kader

De basismilieukwaliteitsnormen volgens VLAREM (bijlage 2.3.1) zijn zeer summier: een maximumtemperatuur van 25 °C en een maximale afwijking (plus óf min) van 3 graden. De interpretatie hier is dat het water in de waterloop niet méér dan 3 graden mag afwijken ten opzichte van de normale achtergrond temperatuur (die verder niet gedefinieerd is).

Vragen

- 1) In het kader van de opmaak van het reactief afwegingskader droogte voor bevaarbare waterlopen werd een indeling vooropgesteld voor de ecologische kwetsbaarheid van deze waterlopen (Buysse *et al.*, 2021). Die indeling was gebaseerd op:
 - de aanwezigheid van de Habitatrictlijnsoorten (Bijlage II) en/of van regionaal belangrijke doelsoorten en/of van het habitatype '3260';
 - het strategisch belang van de waterloop als hoofdmigratieroute voor migrerende diadrome en potamodrome vissoorten;
 - het waterlichaam type.

¹ <https://www.aquathermie.be/>

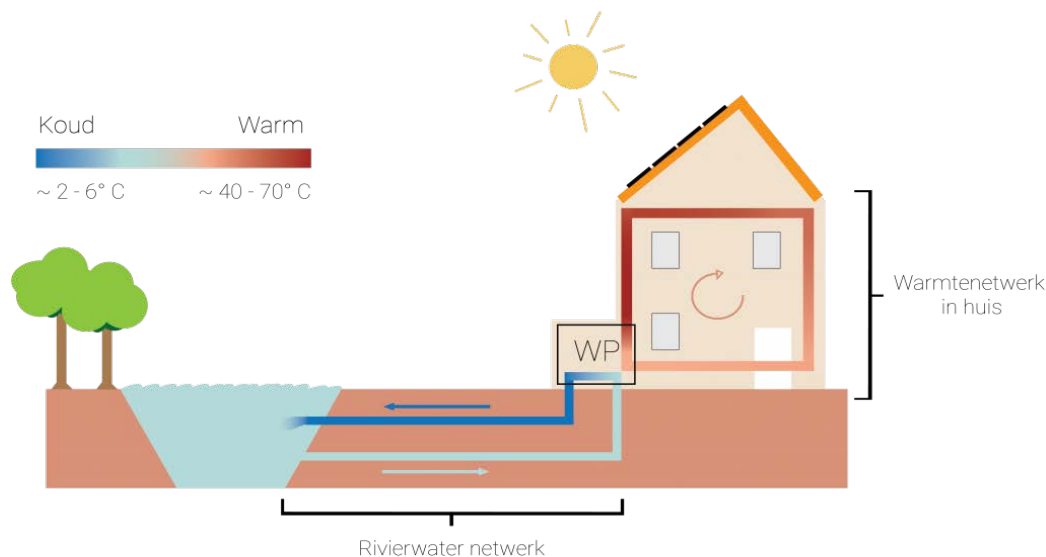
Kan deze indeling ook nuttig toegepast worden in een beoordelingskader voor de ecologische impact van aquathermie? Wat zijn eventuele aandachtspunten?

- 2) Zijn er vanuit de literatuur aanwijzingen dat de symmetrie van 3 graden in de toegelaten tolerantie op de watertemperatuur, zoals opgegeven in VLAREM, in vraag dient gesteld te worden? Zijn er daarnaast argumenten om de maximumtemperatuur van 25 °C te nuanceren, omdat er mogelijk al ecologische impact is vanaf een lagere temperatuur?

Zijn er specifieke drempelwaarden in temperatuur aan te geven vanaf welke kan verwacht worden dat de potentiële ecologische impact disproportioneel stijgt bij een extra temperatuurstijging (of -daling)? Dit kan onder meer gebaseerd zijn op temperatuurafhankelijkheid van kans op blauwalgenbloei, of een (systeemafhankelijk?) verhoogd risico op anoxia.

Nadere specificering m.b.t. de beoogde aquathermietoepassing:

- enkel voor oppervlaktewater
- enkel voor bevaarbare waterlopen (zowel van oorsprong natuurlijke rivieren als kanalen)
- het betreft open systemen, er wordt water gecapteerd uit de waterloop via een instroom-leiding, dit wordt eventueel gefilterd, en na passage over een warmtewisselaar wordt het gecapteerde water (het volledige debiet) terug in hetzelfde waterlichaam geloosd via een uitstroom-leiding (zie figuur 1)
- toepassing als verwarming (lozing van afgekoeld water) en als verkoeling (lozing van opgewarmd water)
- geen associatie met lozing van stoffen
- focus enkel op het algemeen ecologisch functioneren, en dus niet op instandhoudingsdoelstellingen (reeds onderwerp van apart lopend ANB/INBO-project).



Figuur 1: Aquathermische toepassing als warmtebron (winter) m.b.v. een open systeem²

² bron: <https://www.aquathermie.be/aquathermische-technieken/>

Toelichting

1. Ecologische risico's aquathermie

De potentiële ecologische impacten van aquathermietoepassingen zijn velerlei. Ze hebben voornamelijk betrekking op 1. **Temperatuurswijzigingen** van het desbetreffende water met effecten op het gedrag en de fenologie van aquatische organismen en veranderingen in de stofhuishouding, 2. Het creëren van een **fysische barrière** (waterpluimen) wat migratiegedrag kan verstoren, 3. Het **verstoren van water- en landhabitats** door de inrichting en het onderhoud van de installaties en 4. **Directe sterfte van organismen** vanwege het aanzuigeffect van de installaties in combinatie met de diverse filtratieprocedures.

Effecten van warmwaterlozingen (bv. opgepompt water uit een waterloop dat als koelwater gebruikt wordt en opgewarmd terug geloosd wordt in die waterloop) op het aquatisch ecosysteem zijn reeds uitgebreid beschreven. Een overzicht wordt gegeven in Kerkum *et al.* (2004) en we verwijzen hierbij ook naar Van den Bergh *et al.* (2012). Zo hebben lozingen van opgewarmd water een sterk effect op de temperatuurhuishouding van onze riviersystemen. Ter vergelijking, er wordt geschat dat ze voor $\frac{2}{3}$ van de opwarming verantwoordelijk zijn, tegenover slechts $\frac{1}{3}$ die te wijten zou zijn aan klimaatopwarming (Leuven *et al.*, 2011).

In vergelijking met de toename van de luchttemperatuur lijkt de toename van de watertemperatuur in Nederlandse rivieren minder snel te verlopen. Dit kan o.a. gerelateerd worden aan een sterke reductie van de koelwaterlozingen ten gevolge een aangescherpt beleid (Dorenbosch *et al.*, 2022). In de Beneden-Zeeschelde blijken thermische lozingen t.h.v. de Antwerpse Haven verantwoordelijk voor een verhoogde omgevingstemperatuur van 2 °C tijdens het winterhalfjaar (Stevens & Van den Bergh, 2010).

Opwarmend water gaat veelal gepaard met heel wat adverse effecten zoals 1. Een versnelde mineralisatie met sneller beschikbare en hogere concentraties voedingsstoffen (eutrofiëring), 2. Een versnelde evapotranspiratie leidend tot lagere waterpeilen, verminderde stroomsnelheden (langere verblijftijden) en sterkere interacties met de (verontreinigde) waterbodem, 3. Een verminderde zuurstofoplosbaarheid, 4. Veranderingen in het voedselweb door o.a. een verhoogd metabolisme en een toegenomen predatiedruk en 5. Het verschijnen en/of domineren van warmteminnende (invasieve) in- en uitheemse soorten en ziektekiemen ten gevolge van voorgaande effecten (zie bv. Emde *et al.*, 2016).

Een aspect dat hierbij expliciet kan worden vermeld, is het fenomeen van waterbloei. De combinatie van opwarmend water en eutrofiëring zorgt in toenemende mate voor het verschijnen van waterbloei, in zoetwater hoofdzakelijk gevormd door cyanobacteriën, onder het bredere publiek beter bekend onder de (incorrecte) term blauwalgen (Paerl & Huisman, 2009). Cyanobacteriën hebben een zeer kwalijke reputatie. Niet alleen vormen ze onaantrekkelijke en, bij afbraak, onwelriekende drijfvlagen, ze gaan tevens gepaard met sterk wisselende zuurstofconcentraties leidend tot vissterfte en botulisme-ontwikkeling. Vele stammen produceren bovendien krachtige gifstoffen waar (vooral) watervogels slachtoffer kunnen van worden net als andere dieren en mensen die in contact komen met dat water of het drinken ervan, waardoor er o.a. maag- en darmklachten ontstaan. Sterke beperkingen van het watergebruik worden daarom vaak opgelegd. Ook in Vlaanderen worden we geconfronteerd met dergelijke bloeien, vooral in allerlei hypertrofe (vis)vijvers maar ook in toenemende mate in traagstromende waterlopen zoals kanalen en sterk verstuwde rivierpanden (Van Wichelen *et al.*, 2006 en 2014).

Extra lozingen van opgewarmd water, bovenop de effecten van klimaatopwarming, zijn m.a.w. te allen tijde te vermijden.

We beperken ons in dit advies tot de effecten van **koudwaterlozingen** waarvan de verschillende potentiële effecten hieronder kort worden toegelicht.

1.1 Fenologische effecten

Temperatuur beïnvloedt in sterke mate het groeiproces en het gedrag van organismen. Wijzigingen in de omgevingstemperatuur kunnen op korte termijn reeds leiden tot sterke veranderingen in hun fenologie. Temperatuurswijzigingen kunnen zowel een directe als indirecte impact hebben op organismen.

Voorbeelden van directe effecten zijn veranderingen in enzymatische processen. Bij een lagere temperatuur verlopen enzymatische processen langzamer. Hierdoor kan o.a. de groei van organismen later in een seizoen starten en langzamer verlopen doorheen het groeiseizoen. Het effect van minder snel groeiende organismen is dat mogelijks de productiviteit van een systeem wordt verminderd of dat de soortensamenstelling in een systeem zal veranderen doordat andere organismen nu de kans krijgen om dominantier te worden (Harezlak, 2021). Ook worden voedingsstoffen in het milieu minder snel omgezet. Hierdoor zouden bepaalde stoffen kunnen accumuleren, terwijl de beschikbaarheid van andere juist kan worden verminderd.

Indirecte effecten worden veroorzaakt door de verandering in chemie en door een opeenstapeling van veranderingen in het voedselweb door een gewijzigde soortensamenstelling en fenologie (Harezlak, 2021). Deze veranderingen in het voedselweb hebben niet enkel invloed op het leven in water, maar ook op de voedselrelaties met de omgevende landhabitat. Doordat lozingen slechts ingrijpen op een deel van de omgeving, namelijk het water, kan er een mismatch in de timing van levensfasen ontstaan tussen soorten die leven in het water en soorten die leven op het land. Dit kan, onder andere, leiden tot voedseltekort of net tot een overmaat van individuen van een soort, wat kan resulteren in een plaag.

Over effecten van koudwaterlozingen op het aquatisch leven is weinig bekend. Recent werd de literatuur hierover samengebracht in een rapport met focus op vissen en amfibieën (Harezlak & Kelderman, 2023). De belangrijkste bevindingen zijn:

- tolerantie voor hogere temperaturen is kleiner dan voor lagere temperaturen
- het najaar is het minst gunstig voor veranderingen in temperatuur
- mobiele soorten vertonen een tendens om zelf optimale thermische condities op te zoeken om hun groei te optimaliseren
- enkele graden verschil vormt geen barrière voor trekvisseren wegens hun sterke migratiedrang
- koudeminnende vissoorten kunnen gebaat zijn met koudelozingen
- ruimtelijke temperatuurvariatie (koude refugia) leiden tot diversere populaties en een robuuster ecosysteem
- lagere temperaturen bieden inheemse vissen een beter temperatuursklimaat i.v.m. exoten
- buiten hun optimale temperatuursrange worden soorten vatbaarder voor parasieten
- koudelozingen kunnen stratificatie in de hand werken, resulterend in zuurstofarmere, diepere waterlagen
- voor katadrome vissen kunnen koudelozingen leiden tot latere maturatie met gevolgen voor de fitheid, de fecunditeit en de aanzet van trek. Effecten zijn kleiner voor anadrome vissen die eerder paaien bij koudere temperaturen
- koudelozingen kunnen leiden tot mismatches tussen voedselvraag en -aanbod

- koudeschokken <4 °C kunnen leiden tot (sub)lethale effecten van vroege levensstadia
- soorten kunnen zich door acclimatisatie aanpassen aan veranderende temperaturen, bv. warmere temperaturen door warmtelozingen en klimaatverandering, en zijn mogelijk niet opgewassen tegen het plots opnieuw afkoelen van het habitat door koudelozingen

Globaal gezien stellen de auteurs dat een afname tot 4 °C voor vissen over het algemeen een veilige marge lijkt te zijn, net zoals het beperken van de koudepluim tot max. 50 % van de natte sectie. Om koude- en warmteschokken te vermijden wordt gepleit voor een geleidelijke opstart en beëindiging van TEO-projecten doorheen het jaar. Het is nl. een natuurlijke tendens van (mobiele) aquatische organismen om de optimale temperaturen voor groei en andere processen op te zoeken en plaatsen met een verhoogde of verlaagde temperatuur kunnen een attractiepool vormen. Een plots stopzetten van de toevoer van kouder/warmer water kan dan ook desastreuze gevolgen hebben op de gecumuleerde gemeenschap (Craddock, 1976).

1.2 Barrièrevorming

Een lozingspluim kan een fysische barrière vormen voor langstreckende organismen. Vooral organismen die stroomafwaarts migreren zullen worden geconfronteerd met een harde overgang en kunnen als gevolg daarvan hun gedrag aanpassen. Bij paling is o.a. aangetoond dat een lozingspluim van effluent afkomstig van een RWZI mijdingsgedrag en vertraging in stroomafwaartse migratie kan veroorzaken (Winter *et al.*, 2023). Onnatuurlijke vertragingen leiden tot extra energieverbruik en een hoger predatierisico wat de kans op voortplantingssucces verkleint. De mogelijke risico's bij aquathermie lijken evenwel beperkt op voorwaarde dat de chemische samenstelling van het ingenomen en geloosde water zo goed als ongewijzigd blijft, de temperatuurschok beperkt blijft tot enkele graden en de pluim niet de hele breedte van de waterloop inneemt. In die hoedanigheid kan de lozing vergelijkbaar worden geacht met de monding van een snel kabbelende en koudere zijloop.

1.3 In- en aanzuigeffecten

Lozingspluimen kunnen ook fungeren als lokstroom voor migrerende soorten. Juveniele palingen (glasaal) bijvoorbeeld kunnen dergelijke pluimen interpreteren als een zijloop en hierdoor worden afgeleid/misleid. Het risico op langere distractie is wellicht beperkt, gezien vooral de combinatie met specifieke lokstoffen in het water dergelijke aantrekkingsdrang initieert terwijl de chemische samenstelling van het lozingswater in principe niet afwijkt van deze van het ontvangende water. Effectieve intrek van glasaal via de uitlaat doorheen de installatie is een mogelijk risico en afhankelijk van de temperatuur en de stroomsnelheid. Vezza *et al.* (2020) berekenden dat glasalen in water van 12 °C slechts 70 seconden in staat zijn om tegen een stroomsnelheid van $0,41 \text{ ms}^{-1}$ te zwemmen. De Nederlandse waterwetgeving hanteert een maximale stroomsnelheid van $0,3 \text{ ms}^{-1}$ als uitstroomsnelheid (de Fockert & Harezlak, 2022) wat door Rijkswaterstaat ook als maximale instroomsnelheid wordt gehanteerd om aquathermieprojecten te vergunnen (Berkhouwer, 2021). Intrek in TEO-installaties via de uitlaat lijkt dus onrealistisch bij dergelijke - voor glasalen relatief hoge - stroomsnelheden, maar kan wel tot extra energieverlies leiden. Voor TEO-installaties in een estuariene setting situeert het risico voor glasaalintrek zich eerder bij de inlaat. Glasaal maakt in een estuariene omgeving namelijk gebruik van selectief getijdetransport waarbij ze zich bij opkomend getij passief laten meevoeren met de tijstroom. Gezien de glasaal dan homogeen doorheen de waterkolom is verspreid, blijven de aantallen ingezogen glasaal wellicht beperkt tot enkele toevallige passanten tijdens opkomend tij. Glasaalmigratie vindt in onze contreien voornamelijk vanaf maart t.e.m. mei plaats (Van Wichelen *et al.*, 2021).

Afhankelijk van het seizoen zullen er grotere aantallen van kleinere organismen zoals vissenlarven, macro-invertebraten en zoöplankton worden aangezogen en ter hoogte van de diverse filtersystemen worden vastgehouden. Afhankelijk van de gevoeligheid van de soort, de stroomsnelheden en de tijd van vastzitten ('impingement') kan de mortaliteit voor de diverse taxa hoog zijn. Het inzuigen van vissenlarven (lengte 0,6 – 1,0 cm) via koelwaterinlaten situeert zich in onze contreien volgens Bruijs (2007) het vaakst in de maanden mei/juni na de voorgaande paai van de meeste vissoorten terwijl het inzuigen van juveniele vis (tot 3 cm) het vaakst plaatsvindt in de maanden juli/augustus. De toepassing van aquathermie als warmtebron valt bij ons voornamelijk buiten de kritieke periode van mei-augustus. Een aantal soorten planten zich evenwel reeds vroeger voort (bv. spiering in de Zeeschelde in februari/maart). Het negatieve effect van koelwaterinstallaties op vispopulaties wordt in vergelijking met andere drukken ook eerder als verwaarloosbaar beschouwd (Barnhouse, 2013). Desondanks lijkt vooral vroeg in het voorjaar (periode februari-april) het potentiële risico voor elke gegeven locatie best te worden ingeschat op basis van de soortensamenstelling en de verhouding van het ingenomen water ten opzichte van de grootte van de waterloop.

1.4 Habitateffecten

De lozingen kunnen rechtstreeks effect hebben op de aanwezige organismen ter hoogte van de lozingsplaats, waarbij de gevolgen voor niet-mobiele organismen vanzelfsprekend sterker zijn dan voor mobiele organismen. Niet-mobiele organismen kunnen worden geconfronteerd met afwijkende waterstromingen die bijvoorbeeld rechtstreeks waterplanten kunnen beschadigen of via opwoeling van bodemmateriaal ook tot ontworteling kunnen leiden. Dergelijke stromingen kunnen ook de kieming van waterplanten of de vestiging van bodemdieren verhinderen. Dergelijke effecten treden vermoedelijk enkel zeer lokaal (t.h.v. de lozingsplaats) op.

Naast effecten in het water kan de (bouw en onderhoud van een) installatie ook verstoring op de oever en dijk (waar de installatie gebouwd wordt) veroorzaken. Dijkvegetaties kunnen o.a. enkele zeldzame en beschermde soorten bevatten en het (toekomstig) beheer van dijken is gericht op het behoud en herstel van dergelijke vegetaties (Van Kerckvoorde, 2016; Vandevoorde *et al.*, 2019).

Bovendien kan de vorming van nevel (mist) boven water met een afwijkende watertemperatuur vaker of minder vaak optreden (Wortelboer & Harezlak, 2020). Een hogere frequentie van nevel of mist kan negatieve consequenties hebben voor het vliegvermogen van insecten (Dickerson *et al.*, 2015) en vleermuizen (Pye, 2021). Of dit impact zou kunnen hebben op populatieniveau van insecten of vleermuizen is niet gekend.

2. Beïnvloedende factoren

De potentiële ecologische impact van aquathermie toepassingen is sterk afhankelijk van de techniek, de specifieke locatie en de periode van activiteit.

2.1 Configuratie

Een lozing in het kader van aquathermie leidt tot een verschil in temperatuur tussen het water dat wordt ingenomen (en dus het oppervlaktewater van het systeem) en het water dat wordt geloosd. Op het lozingspunt komt het afgekoelde water terug in het systeem, waar het zich maar ten dele met het al aanwezige water mengt. De mate van menging van het geloosde en ontvangende water is afhankelijk van de omvang van het watersysteem, de mate van stroming, de invloed van de wind, de uitwisselingen met andere wateren, de omvang van de lozingspluim en het temperatuurverschil. De mate

van menging bepaalt de intensiteit en de schaal waarop ecologische effecten van aquathermie in oppervlaktewater kunnen optreden, waarbij ook van belang is of de temperatuurverschillen kortstondig, frequent of permanent van aard zijn.

Wanneer de lozingspluim relatief klein blijft, verwacht men dat het effect op het ecologisch systeem minder is dan wanneer de pluim relatief groot is (Harezlak, 2021). Daarnaast is ook het temperatuurverschil tussen de lozing en het oppervlaktewater van belang. Men verwacht dat hoe groter het temperatuurverschil, hoe groter het effect op de ecologie zal zijn. Echter, ook de natuurlijke temperatuurvariatie die reeds aanwezig is in het systeem speelt een rol. Men kan verwachten dat wanneer de temperatuurvariatie tussen de lozing en het oppervlaktewater kleiner is dan de natuurlijke temperatuurvariatie in het systeem, het ecologisch effect in de waterloop beperkt of zelf verwaarloosbaar is. Dit betekent niet dat er geen effecten zijn, maar dat het systeem binnen zijn natuurlijke waarden blijft (Harezlak, 2021).

Zoals reeds eerder opgemerkt bepalen de locatie en de grootte van de lozingspluim in het ontvangende water in belangrijke mate de potentiële ecologische impact, waarbij de pluimbreedte liefst zo klein mogelijk blijft en geen verbinding met de oever maakt. Het beperken van de pluim tot maximaal 30 % van de natte sectie zoals momenteel als generieke norm gehanteerd voor lozing van gevaarlijke stoffen lijkt in deze een veilige marge te bieden voor mobiele organismen (waaronder trekvis). Hiervoor is ook de hoek van het lozingswater ter hoogte van de uitlaat ten opzichte van de ontvangende waterloop in combinatie met de stroomsnelheid relevant. Om de pluimbreedte te beperken worden beide best zo klein mogelijk gehouden. Hoe kleiner het debiet, hoe groter het verschil in watertemperatuur tussen het geloosde water met het ontvangende water (ΔT) wordt. In de praktijk zal dus een trade-off moeten worden gezocht tussen aanvoerdebiet en ΔT . Dergelijke lozingspluimen kunnen gemodelleerd worden waarna de uitkomsten via gerichte monitoring kunnen worden geverifieerd dan wel gekalibreerd.

Wat betreft de inlaatconstructie is het belangrijk dat zoveel mogelijk wordt vermeden dat organismen worden ingezogen/aangetrokken en dat sterfte door impingement optreedt. De inlaat bevindt zich best op enige afstand van de oever en de bodem om alvast het aanzuigen van organismen die zich langs de oevers of op de bodem ophouden/voortbewegen te beperken (Bruijs, 2007). Een minimale afstandsmaat is ons niet bekend maar als vuistregel kan men, indien mogelijk, minimaal één meter van bodem en oever hanteren. Ook het filtersysteem zelf speelt een grote rol. In de meeste gevallen wordt bij aquathermie-toepassingen een eerste filtratie voorzien in de waterloop zelf d.m.v. een filterkorf met maaswijdtes van 2,5 mm. Die maaswijdte kan nog verder beperkt worden tot 1,2 mm om de inzuig van vissenlarven (waaronder glasaal) en macro-invertebraten verder te reduceren. Regelmatige back-flush dient er dan voor te zorgen dat de tijd van en de schade door impingement worden beperkt. Dit laatste wordt ook sterk beïnvloed door het inlaatdebiet. Een stroomsnelheid $<0,15 \text{ ms}^{-1}$ wordt in deze optiek als onschadelijk beschouwd voor juvenielen van de meeste vissoorten (Bruijs *et al.*, 2011). Ook de EPRI (Electric Power Research Institute) beveelt een maximale stroomsnelheid van $0,15 \text{ ms}^{-1}$ aan om het inzuigen en vastzitten van vis te voorkomen (Dixon, 2000). In een studie van Heuer & Tomljanovich (1978) werd voor vislarven het minste schade ondervonden bij maaswijdtes van 0,5 mm en stroomsnelheden niet hoger dan $0,076 \text{ ms}^{-1}$. De duur van impingement in combinatie met het inlaatdebiet wordt best zo laag mogelijk gehouden om overleving te bevorderen. Bij vissen manifesteert schade door impingement zich in inwendige bloedingen, schubverlies, oog- en kieuwschade en dit reeds bij stroomsnelheden van 0,46 m/s vanaf een duur van 30 s (Hanson *et al.*, 1977). Stevens (2009) schatte de impact van koelwateronttrekking van een nieuwe elektriciteitscentrale op het visbestand in de Zeeschelde als niet significant bij de gehanteerde aanzuigingsnelheid van 0,15 m/s, een pompdebiet van 0,78 m³/s en filter maaswijdtes van 9 mm. Rekening houdend met het voorzorgsprincipe adviseren we om de in- en uit**stroomsnelheden en maaswijdtes** maximaal te beperken, *in se* **maximaal**

0,15 ms⁻¹ respectievelijk 0,5 - 1 mm. Het is belangrijk dat per locatie de optimale configuratie wordt bepaald en de best beschikbare technieken worden toegepast om schade aan het waterleven maximaal te beperken (zie o.a. SEPA 2019). Het gebruik van een cilindrische wigdraadfilter (cylindrical wedge wire screen) is een voorbeeld van een filtersysteem dat de impact op aquatische biota bij wateronttrekking sterk kan reduceren (Dixon, 2007; Bruijs, 2007).

2.2 Locatie

De potentiële ecologische impact van aquathermie is sterk afhankelijk van de ecologische kwaliteit van de betreffende waterloop of het waterloopsegment. Ecologisch waardevolle waterlopen (*sensu* Buysse *et al.*, 2020, 2021) dienen te worden gevrijwaard van elke bijkomende druk, waaronder aquathermie. De behoefte aan aquathermie-toepassingen zal zich echter vermoedelijk vooral concentreren binnen het urbane gebied waar in vele gevallen de natuurlijkheid van de waterloop, de huidige ecologische kwaliteit en de natuurdoelstellingen doorgaans (veel) lager zijn (bv. kanalen). De spatiale thermale heterogeniteit in dergelijke systemen is onnatuurlijk laag in tegenstelling tot natuurlijk stromende waterlopen waar, afhankelijk van de hydromorfologie, koudwaterpatches in meer of mindere mate voorkomen en daarbij kunnen fungeren als koudwaterrefugia voor koudeminnende biota (Fullerton *et al.*, 2019; Mejia *et al.*, 2022). Naast het mitigeren van warmwaterlozingen en klimaatopwarming kan de toevoer van koud water in dergelijke artificiële waterlopen dus ook zorgen voor een toegenomen temperatuursvariatie en betere overlevingskansen voor koudeminnende biota. Desalniettemin is voorzichtigheid geboden indien zich ter hoogte van of stroomafwaarts een gepland lozingspunt natuurlijke oevers of aangelegde vispaaiplaatsen bevinden. Ook in het geval van getijdewater dient vermeden te worden dat koudwaterpluimen de ten opzichte van het lozingspunt stroomopwaarts of -afwaarts gelegen slik- en schorgemeenschappen kunnen binnendringen.

2.3 Periode van werking

De toepassing van aquathermie voor het verwarmen van gebouwen is beperkt tot het winterhalfjaar wanneer het metabolisme en de productiviteit van de meeste biota omwille van de lagere omgevingstemperatuur op een lager pitje draait. Koudelozingen in de winter kunnen in eerste instantie helpen de toegenomen watertemperatuur door warmtelozingen in deze periode te mitigeren (zie eerder). Ook de verwachte toename in watertemperatuur van 2-3 °C in onze waterlopen tijdens de komende decennia ten gevolge van de klimaatverandering (Dorenbosch *et al.*, 2022) kan op die manier worden getemperd. Een toegenomen temperatuursdaling in de winter lijkt zeker voordelig voor inheemse koudeminnende soorten die bij ons op de zuidwest grens van hun areaal voorkomen en die door klimaatverandering in de verdrukking komen, zoals bv. kwabaal.

Een verschil in acclimatisatie tussen water en landhabitats vormt echter een onzekere factor, hoewel een algemeen lagere watertemperatuur door koudelozingen mogelijks ook een bufferende (afkoelende) werking kan hebben op het omringende land.

3. Toepasbaarheid 'Ecologisch afwegingskader droogte voor bevaarbare waterlopen'

Het ecologisch afwegingskader droogte voor bevaarbare waterlopen maakt gebruik van een indeling van de waterlopen naar ecologische kwetsbaarheid, met strengere normen wat betreft watergebruik voor ecologisch waardevolle systemen (Buysse *et al.*, 2021). Er werd hiervoor een ecologische kwetsbaarheidskaart aangemaakt die is gebaseerd op het voorkomen van (en doelstellingen voor) het Europees bedreigde habitatype '3260', een aantal Europees beschermde vissoorten en de waterlopen die een functie hebben als

prioritaire migratieroute voor enkele van deze vissen. Dit afwegingskader is opgesteld in functie van dalende waterpeilen en debiet en focust dus op droogteperiodes (vnl. in het zomerhalfjaar) wanneer aquathermie (i.f.v. koeling) beter niet wordt toegepast wegens lozing van opgewarmd water. Verschillende van die vissoorten zijn gevoelig voor opwarming van het water en de ermee geassocieerde neveneffecten. Duidelijke effecten van opwarming of afkoeling op habitattypen 3260 zijn evenwel niet bekend (Wouters, 2011, cit in. Van der Aa *et al.*, 2015). Warmer, trager stromend water zou alleszins epifyten competitief bevorderen en de groei van submerse vegetatie verminderen. De belangrijkste negatieve impact van klimaatopwarming is daarbij te verwachten in de midden- en bovenlopen (Van der Aa *et al.*, 2015).

Koudelozingen in het winterhalfjaar lijken daarentegen eerder een mitigerend effect te kunnen hebben op de negatieve aspecten van warmwaterlozingen en klimaatopwarming waardoor het potentiële temperatuureffect mogelijk van ondergeschikt belang is t.o.v. het potentiële barrière-effect van het instromende water wat vermijdingsgedrag of distractie veroorzaakt. De ecologische impact van aquathermie (i.f.v. verwarming) concentreert zich dan vooral rond mogelijke verstoringen in het migratiegedrag van diadrome vissoorten en de aantrekking/inzuiging van larvale/juvenile vis tijdens het voorjaar (zie punt 1.2 en 1.3).

De kwetsbaarheidskaart *sensu* Buysse *et al.* (2021) die vooral is opgesteld in functie van droogte (zomerhalfjaar) is niet zondermeer van toepassing als beoordelingskader voor het vergunnen van aquathermie-projecten waarvan de impact zich vooral situeert in het winterhalfjaar. Desalniettemin bevat ze wel een aantal kwetsbare soorten/habitats waarvoor (grootschalige) aquathermie-projecten voor extra druk kunnen zorgen. In bevaarbare waterlopen met actueel voorkomen of doelstellingen voor de Europees beschermde vissoorten beekprik, rivierdonderpad, kleine modderkruiper en HT3260 raden we het toepassen van aquathermie in zijn geheel af (ecologisch zeer kwetsbaar). In bevaarbare waterlopen met actueel voorkomen of doelstellingen voor grote modderkruiper, serpeling, kopvoorn, kwabaal en de diadrome soorten fint, rivierprik, zeebek en zalm alsook de waterlopen die fungeren als hoofdmigratieroute voor diadrome en potamodrome vissoorten (ecologisch kwetsbaar) dienen strengere randvoorwaarden voor het vergunnen van aquathermie-toepassingen te worden opgelegd zoals bv. het beperken van het benutbaar vermogen (bv. max 2 °C afkoeling) en het beperken van de werkingsduur (bv. niet na maart). Hierdoor kan de (temperatuursgevoelige) migratie en paai worden gevrijwaard en vervolgens de aantrek/inzuig van eieren/larven en juveniele vis (waaronder glasaal) worden voorkomen.

Voor alle toepassingen van aquathermie wordt inzake het vermijden van ecologische schade geadviseerd om gebruik te maken van de best beschikbare technologie vooral inzake voldoende lage stroomsnelheden en het toepassen van niet-destructieve afschermsystemen.

4. Toepasbaarheid Vlaretemperatuurnorm

Gezien extra toevoer van opgewarmd water te allen tijde dient te worden vermeden beperken we ons hier tot de lozing van afgekoeld water dat volgens Vlaretemperatuurnorm niet meer dan 3 °C mag verschillen met het ontvangende water. Dit maximale temperatuurverschil lijkt voor mobiele organismen niet onoverkomelijk. Harezlak & Kelderman (2023) vermelden in deze zelfs dat plaatselijk 4 °C afkoeling voor vis nog een veilige marge vormt, op voorwaarde dat er uitwijkmogelijkheden zijn indien organismen dit toch als een barrière ervaren. Vandaar de noodzaak tot het beperken van de koudepluim tot maximaal één derde van de natte sectie. Niet-mobiele organismen (bv. wortelende waterplanten) of minder mobiele levensstadia (eieren/larven) kunnen eventueel wel hinder ervaren d.m.v. een latere kieming en/of een vertraagde groei. Op zich kan dit ook ongewenste effecten

(bv. eutrofiëring op ongebreidelde groei van waterplanten helpen mitigeren wat in diverse Vlaamse waterlopen problemen geeft en waterbeheerders noopt tot meer arbeidsintensief onderhoudsbeheer.

Er zijn voorlopig geen aanwijzingen voor ernstige ecologische impact van de lozing van water dat tot 3 °C is afgekoeld ten opzichte van het ingenomen water. Gezien de huidige antropogene impact (warmwaterlozingen en klimaatopwarming) kan de (beperkte) lozing van afgekoeld water eerder als gunstig worden beschouwd. In een natuurlijk functionerend systeem is de spatiale thermale heterogeniteit hoog met doorgaans grotere temperatuurverschillen (meer dan 3 °C). De interpretatie van de drie-gradenregel in het kader van het volledige benutbare vermogen van een waterloop (volledige waterloop die max. 3 °C afkoelt) spoort samen met de huidige (vooral door warmwaterlozingen) en voorspelde watertemperatuurtoenames (door klimaatopwarming) die zich ook in de range van 2-3 °C situeren (zie eerder). Enige omzichtigheid is toch geboden indien in de mengzone nog grotere temperatuurafwijkingen zijn toegelaten voor zover de maximale drie graden afkoeling van het gehele waterlichaam niet wordt overschreden. In de ecologisch waardevolle waterlopen wordt deze temporeel hogere afkoeling best beperkt tot minder dan 4 °C (zie Harezlak & Kelderman, 2023) .

5. Aanbevelingen

Om de ecologische impact van aquathermie zo laag mogelijk te houden bevelen we volgende maatregelen aan:

- vergun enkel aquathermieprojecten i.f.v. een warmtevraag
- gebruik eerst de restwarmte van andere toepassingen (warmtelozingen) in de omgeving vooraleer nieuwe projecten op te starten
- benut in eerste instantie het thermische vermogen van artificiële waterlopen (kanalen, waterbassins)
- vergun geen aquathermie-toepassingen in ecologisch zeer kwetsbare bevaarbare waterlopen met actueel voorkomen van en/of doelstellingen voor beekprik, rivierdonderpad, kleine modderkruiper en HT3260
- limiteer aquathermie-projecten in de ecologisch kwetsbare bevaarbare waterlopen met actueel voorkomen van of doelstellingen voor grote modderkruiper, serpeling, kopvoorn, kwabaal en de diadrome soorten fint, rivierprik, zeebek en zalm alsook de waterlopen die fungeren als hoofdmigratieroute voor diadrome en potamodrome vissoorten door beperkingen op te leggen in het maximaal benutbaar vermogen (max. 2 °C), het maximaal toelaatbare temperatuurverschil in de mengzone (4 °C) en de werkingsduur (niet na maart)
- optimaliseer de configuratie (o.a. max. stroomsnelheid van 0,15 ms⁻¹, max. maaswijdtes filter 1 mm) en pas de best beschikbare technieken toe (bv. gebruik van niet destructieve afschermsystemen) om de impact op het aquatische leven te minimaliseren
- hanteer een wetenschappelijk verantwoorde methodiek om een onderbouwde inschatting van de referentietemperatuur te bekomen voor elke potentiële aquathermie-locatie

Conclusies

Gezien bijkomende warmtelozingen niet te verantwoorden zijn binnen het huidige Antropoceen spitst dit advies zich toe op de ecologische impact van koudelozingen op bevaarbare waterlopen in Vlaanderen en omvat volgende conclusies:

1. Hoewel de ecologische impact van koudelozingen op het eerste zicht als mild valt te beschouwen en koudelozingen zelfs kunnen helpen om negatieve gevolgen van warmtelozingen en klimaatopwarming te helpen mitigeren, dienen uit voorzorg bepaalde beperkingen (bv. vermogen en duurtijd) te worden opgelegd in ecologisch waardevolle bevaarbare waterlopen. Binnen het kader van het toekomstige vergunningenbeleid omtrent aquathermietoepassingen voor bevaarbare waterlopen kan de ecologische kwetsbaarheidskaart droogte voor bevaarbare waterlopen niet zondermeer gebruikt worden om waterlopen te diversifiëren naar mogelijke ecologische impact van aquathermie. Desondanks kunnen via een herschikking van de gebruikte vissoorten en HT3260 ecologisch (zeer) kwetsbare waterlopen worden afgebakend waar enerzijds aquathermie beter niet vergund wordt of waar voorwaarden worden opgelegd inzake maximaal benutbaar vermogen, maximaal temperatuursverschil en werkingsduur. Ook in de ecologisch minder kwetsbare waterlopen dient ten allen tijde de inplanting en configuratie van aquathermie-installaties te worden geoptimaliseerd en best beschikbare technieken te worden toegepast om de ecologische impact zo klein mogelijk te houden.
2. Er zijn voorlopig geen aanwijzingen voor ernstige ecologische impact van de lozing van water dat tot 3 °C kouder is dan het omgevende water. Bovendien worden natuurlijk functionerende waterlopen doorgaans gekenmerkt door een sterke spatiale thermale heterogeniteit met temperatuursgradiënten die de 3 °C soms ruim overtreffen. Desondanks lijken in de ecologisch kwetsbare waterlopen strengere normen opportuun (bv. totale benutbare vermogen < 2 °C, maximale temperatuursafwijking in de mengzone < 4 °C.).

Referenties

Barnthouse L.W. (2013). Impacts of entrainment and impingement on fish populations: A review of the scientific evidence. *Environmental Science & Policy* 31: 149-156.

Berkhouwer T.A. (2021). Aquathermie ten behoeve van het regenereren van warmte-koude-opslagsystemen. Onderzoeksrapport Warmte Koude (On)balans i.o.v. DWA, Hogeschool van Hall Larenstein, Velp.

Bruijs M.C.M. (2007). Bureaustudie naar technische en operationele maatregelen bij koelwaterinlaten om de effecten van visinzuiging te reduceren. KEMA Technical & Operational Services, rapport 50763027-TOS/MEC 07-9183, Arnhem.

Bruijs M.C.M., Vriese F.T. & Bijstra D. (2011). Fish impingement at cooling water intakes in The Netherlands: current developments in effect – evaluation, regulations and technical measures. *WIT Transactions on State of the Art in Science and Engineering* 71: 41-55.

Buyse D., Coeck J. & Van Wichelen J. (2020). Advies over het belang van een watercaptatieverbod in ecologisch zeer kwetsbare kleine beken en bronbeken. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek INBO.A.3957. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Buysse B., Van Wichelen J., Van Braeckel A., Vermeersch S., Breine J., Van Ryckegem G., Van den Bergh E., Coeck J. & Visser K.P. (2021). Advies over de ecologische kwetsbaarheid van bevaarbare waterlopen bij droogte. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.4183). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Craddock R.D. (1976). Impact of Cooling Waters on the Aquatic Resources of the Pacific Northwest. Marine Fisheries Review paper 1220: 27-33.

de Fockert A. & Harezlak V. (2022). Ontwerphandleiding Aquathermie-TEO. WarmingUp werkpakket 3C. Deltares.

Dickerson A.K., Shankles P.G., Berry B.E. Jr. & Hu D.L. (2015). Fog and dense gas disrupt mosquito flight due to increased aerodynamic drag on halteres. *Journal of Fluids and Structures* 55: 451-462.

Dixon D.A. (2000). Technical Evaluation of the Utility of Intake Approach Velocity as an Indicator of Potential Adverse Environmental Impact under Clean Water Act Section 316(b), EPRI report 1000731.

Dixon D.A. (2007). Fish Protection at Cooling Water Intake Structures: A Technical Reference Manual. Electric Power Research Institute, Palo Alto, California.

Dorenbosch M., de la Haye M., van de Haterd R., Huthoff F., van Kleunen A. & Liefveld W. (2022). Klimateffecten op riviernatuur, Rapportnummer OBN-2020-121-RI, Kennisnetwerk OBN, Driebergen.

Emde S., Kochmann J., Kuhn T., Dörge D.D., Plath M., Miesen F.W. & Klimpel S. (2016). Cooling water of power plant creates "hot spots" for tropical fishes and parasites. *Parasitol Res* 115(1):85-98.

Fullerton A.H., Torgersen C.E., Lawler J.J., Steel E.A., Ebersole J.L. & Lee S.Y. (2019). Longitudinal thermal heterogeneity in rivers and refugia for coldwater species: effects of scale and climate change. *Aquatic Science* 80(3): 1-15.

Harezlak V. (2021). Effecten van koudelozingen op het ecologisch functioneren van oppervlaktewatersystemen. Literatuurstudie – Warming Up. Deltares projectnr.11205155.

Harezlak V. & Kelderman S. (2023). Koudelozingen, vis en amfibieën - een literatuurstudie. Stowa-rapport nr. 2023-11.

Heuer, J.H. & Tomljanovich D.A. (1978). Study on the protection of fish larvae at water intakes using wedge-wire screening. In: Sharma, R.K. & Palmer, J.B. (eds.); Workshop on larval exclusion systems for power plant cooling water intakes; San Diego, CA, USA, p. 169-194.

Kerkum L.C.M., bij de Vaate A., Bijstra D., de Jong S.P. & Jenner H.A. (2004). Effecten van koelwater op het zoete aquatische milieu. RIZA rapport 2004.033.

Leuven, R.S.E.W., A.J. Hendriks, M.A.J. Huijbregts, H.J.R. Lenders, J. Matthews & G. Van der Velde (2011). Differences in sensitivity of native and exotic fish species to changes in river temperature. *Current Zoology* 57: 852-862.

Mejia F.H., Ouellet V., Briggs M.A., Carlson S.M., Casas-Mulet R. et al. (2022). Closing the gap between science and management of cold-water refuges in rivers and streams. *Global Change Biology* 2023;00:1–27.

Paerl H.W. & Huisman J. (2009). Climate change: a catalyst for global expansion of harmful cyanobacterial blooms. *Environmental Microbiology Reports* 1(1): 27-37.

Pye D. (2021). Bat ultrasound and fog revisited. *Weather* 76(4): 110-112.7

SEPA (2019). Engineering in the Water Environment, Good Practice Guide. Intakes and outfalls. Scottish Environment Protection Agency.

Stevens M. (2009). Advies ontwerp koelwatersysteem voor een nieuwe elektriciteitscentrale van E.ON Kraftwerke GmbH te Antwerpen. INBO-advies nr. A.2009.121.

Stevens M. & Van den Bergh E. (2010). Advies betreffende de afwijking van de Vlarengelgeving bij lozing van koelwater te Doel. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.2010.111). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van den Bergh E., Breine J. & Speybroeck J. (2012). Advies betreffende een monitoringsprogramma voor de effecten van de lozingspluim van het koelwater van de kerncentrales van Doel. Adviezen van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek (INBO.A.2012.173). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Van der Aa B., Vriens L., Van Kerckvoorde A., De Becker P., Roskams P., De Bruyn L., Denys L., Mergeay J., Raman M., Van den Bergh E., Wouters J. & Hoffmann M. (2015). Effecten van klimaatverandering op natuur en bos. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2015 (INBO.R.2015.9952476). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.

Vandevoorde B., Dhaluin P., Van Lierop F., Elsen R. & Van den Bergh E. (2019). Beheervoorstel voor de dijkvegetaties van de Zeeschelde, Durme en Rupel (district 1 & 2). Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek 2019 (45). Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel.³

Van Kerckvoorde A. (2016). Een typologie en beschrijving van de kruidvegetatie op bermen en dijken langs W&Z-beheerde waterwegen. Rapporten van het Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek D/2016/3241/278. Instituut voor Natuur- en Bosonderzoek, Brussel. 40 p.

Van Wichelen J., De Coster S., De Ruyscher F., De Keyser K., van Gremberghe I., Sterken M., Vanormelingen P., van der Gucht K. & Vyverman W. (2006). Algenbloei. Een bedreiging voor natuurwaarden in Vlaanderen? *Natuur.focus* 5(3): 91-97.

Van Wichelen J., Coene P., Denys L., Pelicaen J. & Vyverman W. (2014). Tien jaar waterbloei-monitoring in Vlaanderen. *Natuur.focus* 13(2): 72-79.

Van Wichelen J., Verhelst P., Buysse D., Belpaire C., Vlietinck K. & Coeck J. (2021). Glass eel (*Anguilla anguilla* L.) behaviour after artificial intake by adjusted tidal barrage management. *Estuarine, coastal and Shelf Science* 249: 107127.

³ doi.org/10.21436/inbor.7240339

Veza P., Libardoni F., Manes C., Tsuzaki T., Bertoldi W. & Kemp P. S. (2020). Rethinking swimming performance tests for bottom-dwelling fish: the case of European glass eel (*Anguilla anguilla*). *Scientific Reports* | (2020) 10:16416.

Winter H.V., van Keeken O.A., Kleissen F. & Foekema E.M. (2023). Wastewater plumes can act as non-physical barriers for migrating silver eel. *PLoS ONE* 18(6): e0287189.

Wortelboer R. & Harezlak V. (2020). Monitoringsplan Ecologische Effecten Thermische Energie Oppervlaktewater, uitgevoerd onder WarmingUp. Deltares.